

217-224

2358(4)

动物学研究 1996, 17 (3): 217—224

CN 53-1040/Q ISSN 0254-5853

Zoological Research

江苏沿海獐种群的现状和栖息地的利用*

徐宏发 陆厚基

(华东师范大学生物学系 上海 200062)

刘希平

(江苏盐城滩涂珍禽自然保护区)

Q959.842

A

摘要 盐城沿海獐分布的北限为射阳和滨海县交界的扁担河口, 南限以如东和海安交界的北凌港闸为界。分属射阳、大丰、东台、海安 4 县, 该区域中獐种群已被隔离成几个小种群。

现存数量估计为 850—1523 头。种群的季节波动很大, 繁殖前后种群数量相差近一倍。野外种群性比平均为 $\bar{x} : \bar{s} = 100 : 77.3$ 。成幼比 = 1.19 : 1.00。8 月份调查, 平均每头母獐育仔 1.53 头。该分布区獐喜欢选择有斑块状高草相嵌的矮草草滩栖息。

盐城地区獐数量因滩涂围垦和开发而急速下降, 急需采取有力对策加以保护。

关键词 獐、种群数量、分布、栖息地

獐 (*Hydropotes inermis*) 主要生活在沿江、沿海、沿湖的平原地区。这些地区土地肥沃, 人口密集。长期的围垦和土地开发, 适栖生境已大大缩小, 全国数量已不足万头, 拥有千头以上的地区仅 4 个 (Sun 等, 1990; 肖兵, 1990; 盛和林, 1984)。其中分布在苏北沿海的种群目前是我国獐分布区中最北的一群, 但至今未见报道。我们从 1988 年开始对该种群进行了研究, 现将结果报道如下:

1 研究区概况及研究方法

1.1 研究区概况

江苏盐城自然保护区是一个沿海狭长的滩涂地区, 分属东台、大丰、射阳、滨海、响水五县市 (图 1)。南北长约 170 km, 东西宽为 1—10 km ($32^{\circ} 32' - 34^{\circ} 25' N$, $119^{\circ} 55' - 121^{\circ} 50' E$)。从南往北, 大片的滩涂、搁荒的盐蒿和茅草地, 以及蜿蜒其内的小河为獐的生存提供了觅食、隐蔽和回旋的余地。该滩涂为目前世界上最大的淤涨型滩地, 古黄河带来的大量泥沙沉积, 使滩涂仍在不断向外扩展 (张忍顺, 1986)。

本研究区处于北亚热带和暖温带过渡区, 兼有海洋性和大陆性特征。气候温暖湿润, 雨水充沛, 四季分明。年最高气温可达 $37-38^{\circ}C$, 最低气温可达零下 $12-15^{\circ}C$ 。夏季最暖月平均气温为 $26.6^{\circ}C$ (8 月), 冬季最冷月平均气温为 $0^{\circ}C$ 左右。夏季多风暴, 引起的高海潮是影响獐存活率的一个主要因素。

根据研究区的植被类型, 獐的栖息地大致可分为 4 种类型: (1) 茅草地 以植被的高矮分为高草和矮草。高草主要以白茅 (*Imperata cylindrica*) 群落为主, 分布于堤内外较

* 亚洲湿地局研究基金和中国自然科学基金会资助项目

本文 1995 年 5 月 15 日收到, 同年 10 月 20 日修回

高的地段,伴生种为小飞蓬(*Conyza canadensis*)和雀麦(*Bromus japonicus*)等。矮草主要以獐毛(*Aeluropus littoralis*)和大穗结缕草(*Zoysia macrostachys*)群落为主,伴生种为青蒿(*Artemisia apicea*)和苦蕒(*Sonchus arvensis*)等,分布在堤外高草的外侧。(2)盐蒿群落 分布在盐度较高的临海地区,主要由红色盐蒿(*Suaeda salsa*)组成。(3)芦苇荡 几乎为清一色的芦苇组成,土埂和高处有少量杂草。(4)人工林 海边的一些林场种有水杉、刺槐、竹和加拿大杨等林木,林下为丰富的杂草。

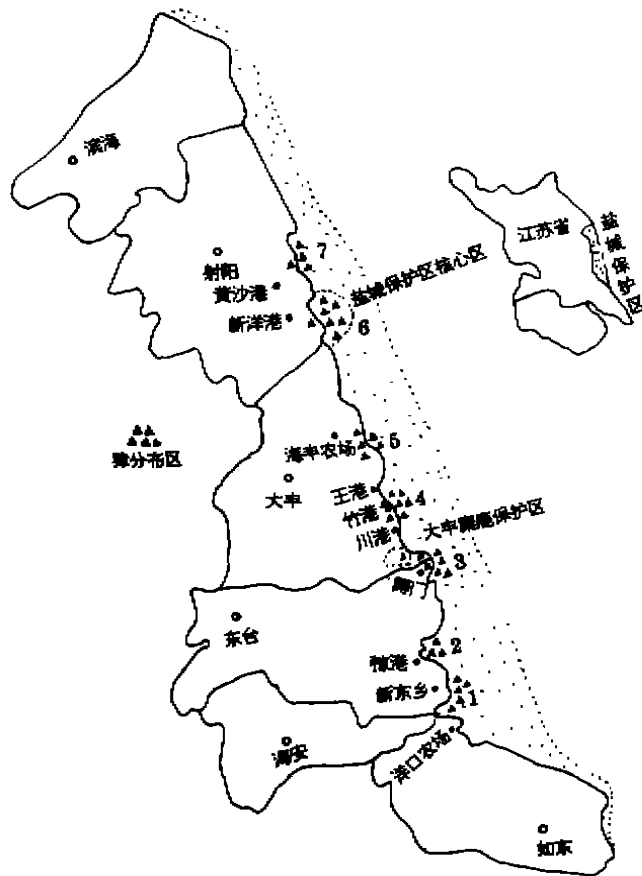


图1 盐城自然保护区中獐的分布

Fig.1 Distribution of Chinese water deer in Yancheng Nature Reserve

1. 南部以东台市溱港镇南的新东乡海滩种群数量较大,该处 70 年代末 80 年代初被围垦,后被大风暴雨冲垮,区内茅草生长茂盛,生境适合獐的生存。
2. 溱港以北,梁垛河以南荒草滩,该地面积大,植被复盖度高。
3. 东台市北部沿海的藤门口以北海滩,地面标高 3—5 m,基本无海潮侵袭。
4. 大丰的川-竹-王港地区,部分地区已被开发,种群数量急剧下降。
5. 海丰农场所属的沿海搁荒地,正在被开垦为农田,数量下降。
6. 盐城保护区核心区,由于严格保护,獐种群保持较高水平。
7. 射阳县黄沙港镇外的下老湖附近。

1.2 研究方法

1.2.1 数量调查 对数种调查方法进行实地比较以后,确定用路线法(straight line transect)调查滩地獐的数量比较精确。样地调查时观察者先随机确定行走方向作为样线。沿样线前进时若发现动物,先记住动物隐蔽的地方,同时用望远镜跟踪观察,判别动物的体形大小(确定成幼)和有否獠牙(确定性别)。动物在视野中消失后,用指南针测出动物原隐蔽处的方位及离观察者的距离。然后根据下式计算出动物隐蔽地离样线的直线距离:

$$D = Y \times \sin \alpha$$

式中: Y 为观察者到动物的距离, α 为方位角与观察者行走路线的夹角。

调查结束后,使用下式计算出样地中动物的数量:

$$P = An / 2LW$$

P : 样地中动物的数量; A : 调查的面积; n : 样地中发现的动物数; L : 路线的长度; W : 动物离样线的平均距离 $W = D / n$ 。

每块样地调查 7 条路线,每条长度为 5—10 km,调查面积不小于样地面积的 5%。

1.2.2 獐对栖息地的选择 根据样地植被的生态型和优势种,区分不同的植被类型。在样地中设置样线,测出不同植被中样线的长度,计算出不同植被所占的比例。然后

按不同植被的面积比设置样地, 在样地中采用 6 m 宽的样带计数不同植被内的卧迹, 作为獐选择栖息地的指标。

2 结果

2.1 分布

苏北沿海的獐主要生活在滩涂湿地, 松软的土地很容易留下獐的足迹。我们采用野外足迹调查, 确定了它的分布区。

调查发现, 目前苏北沿海的獐仅分布于盐城珍禽自然保护区中, 北限为射阳与滨海县的扁担河口, 南限为如东与海安县交界的北凌港水闸, 南北长达 170 km。宽度在 1—10 km 之间。在这一区域中獐种群已被隔离成几个小种群 (图 1)。根据 1991—1992 年的调查, 分布区内较大的种群有:

据 1994 年 12 月份调查, 上述 4、5 两个地区已被过度开垦, 未遇见獐, 但可见足迹, 其余地区都遇见到獐的活动。

2.2 种群密度和季节变动

路线调查估计动物的数量, 是基于在野外能随机地遇见动物的基础上, 当该地动物数量十分稀少, 难以遇见动物时, 此法不能用来估计动物的数量。自 1988 年起我们选择数量较多的海丰农场沿海搁荒地和保护区的核心区进行数量调查。结果见表 1。从表中可见, 核心区种群密度比较稳定, 每平方公里为 11.54—14.56 头之间。1988 年调查时, 海丰农场数量很多, 白天在远处即可见獐觅食, 未开垦前, 种群密度比较高。1992 年开始开垦, 种群数量急剧下降, 1994 年 10 月和 12 月两次调查, 都未遇见獐, 但仍可见獐的足迹。

表 1 不同年份两地区獐的种群密度 (头/km²)

Tab.1 Population density of water deer during 1988—1994 in the two areas (ind./km²)

地 点	年 份					
	1988	1989	1990	1991	1992	1994
保护区核心区	12.14 [*] ± 7.69	14.56 ± 8.12	12.11 ± 9.54	11.54 ± 10.14	11.90 ± 8.06	12.58 ± 7.16
海丰农场	14.87 ± 9.33	12.45 ± 5.18	12.98 ± 6.97	12.23 ± 3.23	9.53 ± 2.23	0

* n = 7

为了弄清獐数量的季节变化, 我们于 1991—1992 年对盐城保护区核心区、海丰农场和竹川地区进行了 4 次系统的路线调查, 一共遇见 216 只獐, 獐密度的季节变化如表 2。

表 2 獐种群密度的季节波动

Tab.2 Seasonal fluctuation in population density of water deer (头/km²)

地 点	1991 年 10 月	1992 年 4 月	1992 年 8 月	1992 年 10 月
保护区核心区	11.54 ± 10.14 [*]	8.45 ± 6.23	16.91 ± 10.34	11.90 ± 8.06
海丰农场	12.23 ± 3.23	9.77 ± 4.56	16.47 ± 9.88	9.53 ± 2.23
竹川地区	5.18 ± 2.13	3.27 ± 2.25	6.73 ± 3.28	2.18 ± 2.11

* n = 7

从表中可见, 獐的种群密度以夏季最高, 春季最低, 两者相差近一倍 ($p < 1\%$, 差异极显著)。秋季核心区密度比春季高, 而海丰农场和竹川地区, 1992 年秋季比该年春季

低得多 ($p < 1\%$, 差异极显著)。1994年秋季调查, 这两个地区都未遇见獐, 表明该地区獐已非常稀少。

2.3 生态出生率和死亡率

根据表2的种群密度数据和实际栖息面积, 可以计算出这3个地区的种群的增长、生态死亡率和出生率(表3)。

表3 獐种群数量、越冬死亡率和生态出生率

Tab.3 Population size, winterring mortality, and ecological birth rate of water deer in three regions

时 间	保护区核心区		海丰农场		竹川地区		种群数量总计 (头)	平均 增长率 (%)
	种群数量 (头)	增长率 (%)	种群数量 (头)	增长率 (%)	种群数量 (头)	增长率 (%)		
1991年10月	415	—	489	—	155	—	1059	—
1992年4月	304	-26.8	391	-20.1	98	-36.9	793	-25.1
1992年8月	609	100.3	659	68.5	202	106.1	1470	85.4
1992年10月	428	-29.7	381	-42.2	65	-67.8	874	-40.5

从表中可见, 系统调查的3个地区越冬前共有獐1059头, 越冬以后只剩793头, 越冬死亡率为25.1%, 其中保护区核心区死亡率为26.8%。

4月底至7月初, 是獐的产仔季节(产仔高峰期为5月底至6月初)。据1992的8月调查, 3个地区有獐1470头, 比4月份增长了85.4%, 核心区增长率为100.3%; 1992年10月调查, 3个地区有獐874头, 比8月份减少了40.5%, 核心区减少了29.7%, 都比越冬期的死亡率大。这一时期死亡率高主要是由于幼獐的死亡率高造成的, 在野外调查时, 也能常见到幼獐的头骨, 其原因未明。引种在英国的獐, 幼獐的死亡率也很高, 据Chapman(1992)报道, 生活在英国惠普斯那德的种群, 幼獐死亡率高达50%, Cooke等(1983)研究了英国伍德华尔顿沼泽地区生活的獐, 某些年份幼獐的死亡率竟高达90%。

2.4 种群的年龄结构和性比

用路线法调查獐数量, 同时可以记录动物的雌雄和成幼。除春季因上年出生的獐已长大, 难于以大小分辨成幼外, 夏季和秋冬季可以根据动物的体型分辨出今年出生的幼獐。根据獐獠牙的有无, 还可以分辨出雌雄。

在4次野外调查中, 共遇见216头獐; 大部分因动物快速逃窜, 来不及看清或距离太远无法分辨雌雄, 部分因个体小, 獠牙尚未长出, 其中只有78头能正确地分辨出雌雄, 结果见表4。

表4 獐种群的成幼比和性比

Tab.4 Adult/young ratio and sex ratio of the population

调查日期	观察到的数量	成獐	幼獐	可识别的		性比 ♀:♂	成幼比 成:幼
				♀	♂		
1991年10月	68	38	30	13	11	100:84.6	1.27:1.00
1991年4月	49	—	—	8	6	100:75	—
1992年8月	57	31	26	17	14	100:82.4	1.19:1.00
1992年10月	42	24	18	6	3	100:50	1.33:1.00
合 计	216	93	74	44	34	100:77.3	1.29:1.00

从表 4 可见, 各个季节的性比略有不同, 1991 年 10 月性比为雌: 雄 = 100: 84.6; 1992 年 4 月为 100: 75; 8 月为 100: 82.4; 10 月为 100: 50。不过, 1992 年 10 月份只有 9 头獐可辨雌雄, 如以 4 次共遇见 78 头獐计算, 平均性比为 100: 77.3。

8 月份调查獐的成幼比时, 当年出生的幼獐仅 2 月龄左右, 成幼个体大小差异显著, 容易辨认。在遇见的 57 只獐中, 成体 31 头, 幼体 26 头, 成幼比为: 成: 幼 = 1.19: 1.00。若以此计算, 平均每头母獐育仔 1.53 头, 繁殖后种群增长率为 85.3%。

2.5 栖息地的利用

苏北沿海的獐主要生活在荒草滩上, 这些荒草滩主要可以分 3 种情况: (1) 无海堤保护的荒滩, 但标高已达 3—5 m 以上, 一年中极少有潮水上滩, 如保护区核心区。(2) 围堤多年的荒草地, 植被复盖度较高, 如海丰农场沿海搁荒地。(3) 新近围起来的荒地, 如竹川地区。

由于荒滩土壤盐度由海边向内陆递减, 植被也因耐盐性由强到弱形成有规律的生态系列分布。最外缘为盐蒿群落, 中间主要是大穗结缕草, 构成稠密复盖贴地的群落 (矮草); 内缘为直立, 中高的白茅群落 (高草), 在潮湿的地方生长着芦苇。不同地区各种类型的群落所占的面积不同 (表 5)。

表 5 3 块不同栖息地的植被类型
Tab.5 Type of vegetation cover in different regions

地 点	芦苇	高草	高草+矮草*	矮草**	矮草+盐蒿	盐蒿	裸地
保护区核心区	7.7	24.9	11.0	11.6	11.5	28.2	5.1
海丰农场	4.2	6.5	11.1	20.1	38.6	18.6	1.0
竹川地区	0.5	2.0	2.1	5.3	10.7	75.6	3.8

* 高草+矮草: 两种植被类型镶嵌, 面积相似。

** 矮草: 内有斑块状高草镶嵌, 高草面积不大于 5%。

对不同植被类型的獐卧迹调查, 发现獐喜欢利用高草和低草的混合草地休息, 在这两者植被中卧迹数占总数的 81.2% (表 6)。在芦苇和盐蒿地中休息的极少, 分别仅占 0.8% 和 2.4%。表中的高草+矮草是指周围有大片矮草的斑块状高草丛。獐很少在浓密高草地中栖息。

表 6 不同植被中獐的卧迹数
Tab.6 Deer bed in different vegetation cover

植被类型	芦苇	高草	高草+矮草	矮草	矮草+盐蒿	盐蒿
保护区核心区	0	4	26	34	3	0
海丰农场	1	2	69	50	22	5
竹川地区	1	0	10	14	8	1
合计	2	6	105	98	33	6
%	0.8	2.4	42.0	39.2	13.2	2.4

3 讨论

3.1 盐城獐种群分布区的变化及其原因

历史上, 苏北沿海各县都有獐分布, 往南一直延伸到濒临长江口的启东县, 越江至上

海郊区都有分布, 19 世纪 80 年代数量颇多 (Allen, 1940)。近百年来, 由于滩涂被大量围垦, 荒地改为农田, 獐的数量开始锐减。南部的启东、如皋和北部的滨海、响水逐步灭绝。目前, 獐仅分布于东台、大丰和射阳三县狭长的沿海滩涂。

獐的适栖生境为长有茅草的宽阔海滩, 滩地围垦后, 獐无法在狭窄的光滩上藏身。盐城獐分布区南缘的北凌港水闸以南的如东县海滩, 近 20 年来已全部被围垦。目前堤外长草滩涂宽仅在 200—300 m 之间, 堤内荒地全部垦为农田, 獐无法在此类环境中生存。据当地老人回忆, 1958 年前海滩尚未围垦时, 滩上獐数量很多。1958 年开始围堤建盐田, 盐田取代了草滩, 獐开始减少。1963 年建立洋口农场, 大量荒地开垦, 獐变得十分稀少。据 1969 年进场的干部反映, 他们来场后从未见过獐。据此估计, 1969 年前后獐种群逐渐向北收缩至东台境内。如东县獐已不复存在。

獐分布的北缘为射阳县的扁担河口, 河口北面的滨海县海滩已被围垦, 未见獐的踪迹。扁担河口以南的草滩比较大, 宽度在 2 km 左右, 生长着 1 m 高的芦苇。野外调查时偶见獐足迹, 未遇见獐。

在上述的分布区中, 由于滩涂的开发和沿海港口的建立, 獐种群已逐步被分割成隔离的种群。隔离的程度两种: (1) 完全隔绝: 如因港口建设和滩地围垦, 两个种群之间相隔船舶云集的港口、城镇和无植被的光滩, 獐不可能越过如此热闹的地区和光滩迁移。(2) 部分隔离: 被农田隔离的种群, 因频繁的人类活动, 獐群很少有可能互相交流。

种群的隔离会对种群的生存力带来严重的问题。小种群中近亲交配的可能性大大提高, 遗传漂变会使遗传基因的多样性丧失, 造成种群的生存力下降。另外小种群统计学的不确定性也会降低种群的增殖能力 (Wilcove 等, 1986)。据盐城保护区对农民捡送来的初生幼獐体重测定, 体重在 450—650 g 之间 (未发表资料), 与鄱阳湖野生幼獐重 600—675 g 和饲养的舟山初生幼獐重 870.64 ± 127.15 g (盛和林, 1992) 相比差了许多。初生体重是动物生存力强弱的一个指标, 这是否表明盐城獐生存力较弱, 值得进一步深入探讨。

3.2 种群数量及变动的原因

据 1991—1992 年 4 次密度调查和有獐面积的估计, 盐城獐种群数量年变动在 1080—1790 头左右。而据 1994 年 10 月和 12 月两次调查, 大丰县海丰农场仅遇见獐 1 头 (1992 年遇见 92 头), 竹川地区仅见獐足迹 (1992 年遇见 12 头), 这两个地区的獐数量已所存无几, 其它地区种群数量变化不大, 据此估计 1994 年为 850—1523 头, 表明獐的总数量在下降。

土地开垦是引起种群数量下降的最主要原因。海丰农场的四卯西河南有一块面积达 30 km^2 的荒地, 围垦 30 年来, 一直由于盐度很高被搁荒。1988 年调查时, 白天很容易见到獐在取食, 密度高达 $14.87 \text{ 头} / \text{km}^2$ 。该地 1991 年开始烧去荒草和芦苇, 种植棉花, 獐种群数量迅速下降。1994 年 12 月经 20 km 多的路线调查, 虽能见到獐的足迹, 但未遇见獐。竹川地区原是一大片宽阔的滩涂, 1991 年开始围垦, 建立水产养殖场, 大片土地开垦为农田。1992 年 10 月调查时, 在农田间的荒地草丛中可遇见獐。1994 年 12 月路线调查时, 该地獐的适栖生境已不复存在, 经大约 15 km 的线路调查未见獐。一户垦荒农民反映, 有獐危害他的菜地, 据实地足迹判断, 这不过是残留的一两头獐所为。因栖息地消失, 食物缺乏, 不得不侵入农田和菜地采食。

獐种群数量变化的一个特征是季节性波动很大, 以保护区核心区为例, 1991 年 10 月有 415 头獐, 越冬后为 304 头, 繁殖后增加了一倍为 609 头, 到 1992 年 10 月份回复到接近上年的数量为 428 头。这与浙江舟山地区的情况类似, 据报道 (盛和林, 1984), 舟山地区的獐数量加倍时间为 1 年零 27 天。造成这种大波动的主要原因是獐有较高的繁殖力。獐可能是鹿科动物中繁殖力最高的种类, 据记载 (Allen, 1940), 獐一胎能产 5—6 仔, 我校饲养场一胎曾产 5 仔。在野外条件下, 1 龄以上的母獐, 每年平均产仔 2.17 头, 成年獐平均产仔 2.73 头 (盛和林, 1984)。8 月份调查, 盐城獐每头母獐平均有幼仔 1.53 头 (2—3 月龄)。因此在繁殖以后, 种群一般可以达到原种群数量的一倍。这也可能是獐在该地区长期生存下来的原因之一, 而生活在同一地区的麋鹿早已灭亡。

獐有很高的增殖能力, 但自然死亡率也很高。生活在英国的獐, 自然死亡率高达 90% (Cooke 等, 1983)。尤其是幼獐最容易死亡。在盐城自然保护区核心区, 繁殖后从繁殖前的 304 头增至 609 头, 到 10 月份已有近 30% 的獐死亡, 越冬后回复到原有的数量, 种群死亡率与出生率相当, 维持种群数量的稳定。

3.3 栖息地的利用

根据调查, 獐喜在高草和矮草混合区栖息, 尤喜在有斑块状高草丛的大片矮草地中生活。休息时喜隐蔽于斑块状高草中或大片高草的边缘, 所选择的草高度以它伸颈抬头时能看清周围为度。周围的矮草中长有较多的双子叶 (优势种为菊科植物) 杂草, 为獐所喜食。如海丰农场, 高草和矮草的面积占总面积的 31.2%, 獐适合在该地生存, 在未开发前种群数量远比竹川地区高 (该地高草和低草的面积只占 7.4%)。这与舟山獐的栖息地选择有不同 (王会志, 1990), 而与 Cooke (1983) 的报道类似。Cooke 认为獐靠视觉发现天敌, 不到影响视线的深高草丛中栖息。土地的开发大大减少了这类生境, 致使种群数量下降。

对射阳芦苇场的数次调查, 曾发现过獐的足迹, 但未见獐。芦苇场植被十分单调, 以芦苇为主, 河边和田埂边长有几种獐喜食的植物。在春季芦苇刚抽新芽时, 其它食物比较少, 獐以芦苇的嫩芽为食。5—6 月份以后, 芦苇叶已老, 獐大多离去。10 月份后, 芦苇割去后一片裸地, 獐难于在芦苇场中觅食和藏身。

对射阳林场和大丰林场的调查, 仅发现一头獐。由于原用材林逐渐改为经济价值较高的果林, 林下草地开垦为农田, 林场中的生产活动日趋频繁, 獐种群不可能在此类环境中发展。在大丰麋鹿保护区, 由于有封闭式的围栏保护, 围栏中獐种群数量有所上升。

3.4 盐城獐保护对策

近年来, 盐城沿海地区的獐数量因滩涂围垦和开发而下降, 急需采取措施保护。

盐城滩涂珍禽保护区主要是以保护丹顶鹤为主建立起来的, 保护区的核心区是一片无海堤保护的草滩, 不是獐的理想栖息地。对种群威胁最大的是在繁殖季节, 可能的风暴和异常的高潮会淹没大部分核心区, 导致幼獐大量死亡。1991 年的一场风暴, 引起的高潮几乎淹没了全部草滩, 引起大批幼獐死亡。保护区核心区中适合獐栖息的面积也过小, 多年来繁殖季节种群数量保持在 300 多头, 远低于长期保存所需的 500 头。保护区的缓冲区和实验区的一些荒地, 经营权不属保护区, 很快会开垦成农田或作他用。因此, 需要采取措施, 适当扩大保护区, 使保护区种群数量增至可以长期保存的 500 头以上。

加强土地使用和开发的管理, 对目前不宜开垦的海滩不应强行围垦, 可以通过合理利

用滩涂资源获取经济收益,这样也同时保护了獐的栖息地。

加强宣传教育和执法力量,杜绝偷猎,也是当前迫切需要加强的工作。

致谢 参加野外工作的还有国际野生动物研讨班的学员以及盐城保护区的王会、杜进先生,在此一并表示衷心感谢。

参 考 文 献

- 王会志, 盛和林, 1990. 舟山獐的种群密度和生境选择. 华东师范大学学报, 哺乳动物专刊, 43—45.
- 肖兵, 盛和林, 1990. 鄱阳湖獐 (*Hydropotes inermis*) 家域和活动节律的研究. 华东师范大学学报, 哺乳动物专刊, 27—35.
- 张忍顺, 1986. 江苏省淤泥质潮滩的潮流特征及悬移质沉积过程. 海洋与湖沼, 17(3): 235—245.
- 盛和林, 陆厚基, 1984. 舟山及邻近岛屿獐种群的初步研究. 兽类学报, 4(3): 161—166.
- 盛和林等编著, 1992. 中国鹿类动物. 上海: 华东师范大学出版社. 96—111.
- Allen J, 1940. The mammals of China and Mongolia. Part 2. Amer. Mus. Nat. Hist., New York.
- Cooke A, Farrel L, 1983. Chinese water deer. Published by The British Deer Society.
- Chapman N G, 1992. 引种于英国的獐. 见: 中国鹿类动物. 上海: 华东师范大学出版. 111—115.
- David S W, Charles H M, Andraw P D *et al.*, 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Michael E S. Conservation biology. Sinauer Associates, INS. Publishers. 237—256.
- Sun Lixing, Sheng Hefin, 1990. Chinese water deer at the areas of Poyang lake. *J. of East China Normal University*. 21—26.

THE CURRENT STATUS AND HABITAT USE OF CHINESE WATER DEER IN THE COAST OF JIANGSU PROVINCE

Xu Hongfa Lu Houji

(Department of Biology, East China Normal University, Shanghai 200062)

Liu Xiping

(Yancheng Nature Reserve, Jiangsu Province)

Abstract

The present paper aims at describing some aspects on current status, distribution and habitat use of the Chinese water deer (*Hydropotes inermis*) in Norther Jiangsu Coastal Area.

At present, the Chinese water deer distribute from mouth of Biandan River to the Bailin flood gate along the narrow coastal area in Sheyang, Dafeng, Dengtai and Haian County (27—41° N, 111—122° E). The population was separated into several small groups.

According to the investigation, the population size varied from 850—1523 individuals and is decreasing because of habitat loss.

The sex ratio of male to female is 77.3 : 100. The ratio of fawn to adult was 1.19 : 1.00. Average natality is 1.53 per adult female according to investigation conducted in August.

Water deer selected habitat of short grass with patches of tall grass for rest.

Key words Water deer, Population size, Distribution, Habitat